

太湖流域生态修复示范区水动力调控模式研究

张艳晴,周东,周升,韩国胜,艾争 (普利资环境科技(苏州)有限公司,江苏苏州 215000)

摘要 通过建立贡湖湾生态修复区等比例缩放中尺度模型,同时在模型内模拟示范区沉水植物分布,在不同季节从流域亲水河调水入实体模型,研究模型对调入水的净化时间和净化效率,并总结生态修复区水动力调控模式。结果表明,水质由V类恢复到II类春季约需要14 d,夏季约需要17 d,秋季约需要20 d。冬季由于大部分沉水植物无法生长,因此其净化能力较差,水质检测20 d数据显示仍无法恢复到调水前水质。生态修复区水动力调控模式为春低秋常冬高夏循环。

关键词 模型;水动力调控;水质;沉水植物;生态修复示范区

中图分类号 X171.4 **文献标识码** A

文章编号 0517-6611(2022)11-0074-03

doi: 10.3969/j.issn.0517-6611.2022.11.019



开放科学(资源服务)标识码(OSID):

Research on Hydrodynamic Regulation Mode of Ecological Restoration Demonstration Area in Taihu Lake Basin

ZHANG Yan-qing, ZHOU Dong, ZHOU Sheng et al (Pulizi Environmental Technology (Suzhou) Co., Ltd., Suzhou, Jiangsu 215000)

Abstract By establishing a proportional scaling mesoscale model for the ecological restoration area of Gonghu Bay, and at the same time simulating the distribution of submerged plants in the demonstration area in the model, water was transferred from the hydrophilic river in the basin into the physical model in different seasons. The purification time and purification efficiency of the transferred water were studied by the model, and the hydrodynamic regulation mode of the ecological restoration area was summarized. The results showed that: in spring, water recovery by class II to V need about 14 days; summer need about 17 days and autumn need about 20 days. Because most submerged plants cannot grow in winter, so its purification ability was poor, water quality test data showed that 20 days was still unable to restore water quality before the transfer. The hydrodynamic regulation mode of the ecological restoration area was a cycle of spring low autumn constant, winter high and summer circulation.

Key words Model; Hydrodynamic regulation; Water quality; Submerged plants; Ecological restoration demonstration area

20世纪90年代起,贡湖水质由《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002)Ⅲ类下降到V类,主要污染指标为TN、TP类物质。湖泊水质改善和综合治理方式包括控源截污、疏浚底泥、生态修复、引清释污等。引清释污作为受污染湖泊修复的一种有效手段,不仅加大了水体交换量、补给了湖泊水量,而且稀释了污染物浓度,起到改善水质的作用^[1-4]。已有研究表明,引清调水能够对污染水环境起到明显的改善效果。巢湖生态调水结果显示,东半湖TN、COD_{Mn}、Chl-a浓度均显著降低^[5]。孙娟等^[6]通过建立河网水量水质数学模型引清调水改善城市内河水环境,取得了良好的效果。2002年实施的引江济太调水工程,在解决防洪除涝的水安全问题的同时,也显著改善了太湖流域的经济发展和环境改善^[7]。

关于沉水植物在水质净化和水生态修复中的作用目前已有很多研究,研究表明,影响湖泊水生植被生长的核心因子包括水位的高低及其变动范围、水位变动的频率、变动发生的时间、水位变动持续的时长以及变动的规律等^[8-10]。贡湖生态修复区西北部岛屿众多、水动力条件复杂,水体流动性差,换水周期长,易形成死水区使部分水域水质恶化,不利于沉水植物的生长。因此,该研究通过对贡湖湾生态修复示范区进行1:50等比例缩放,在示范区建立中尺度模型,开展水动力调控技术研究,从而确定生态修复示范区的最佳水动力调控模式;采用前期试验所得出的调水方案和植物配置方案^[11-12],在中尺度模型内开展不同季节的水动力调控试验,根据模型内水质随时间变化情况确定不同季节调水的水质

净化所需要的时间和各水质指标的去除率,从而总结得出适宜生态修复示范区的水动力调控模式,为太湖流域生态修复示范区水质水量调控提供理论依据和参考。

1 研究区域与研究方法

1.1 研究区域 该试验的研究区域为太湖贡湖生态修复示范区,示范区面积2.32 km²(图1),开展研究期间调水水源为亲水河,亲水河位于示范区北部。共设置许仙港和典基港2个调水点,位置如图1所示。示范区水流方向为自西向东,出口位于示范区东南部,出水入太湖。示范区与太湖联通处通过闸门调控技术在调控示范区水位的同时向太湖输送清水。根据示范区的地形地貌,该研究在示范区的东北角位置(图1)建立了按1:50比例等比例缩放的中尺度模型,北部2个箭头分别模拟生态修复区从许仙港和典基港的引水放流,南部出水口。并根据示范区沉水植物种类、分布及覆盖度调查结果,在中尺度模型内模拟示范区沉水植物分布。

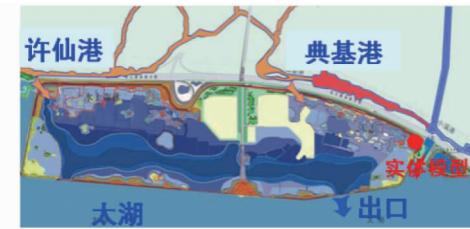


图1 太湖贡湖湾2.32 km²的工程示范区

Fig. 1 Demonstration area of 2.32 km² in Gonghu Bay

1.2 研究方法 在生态修复示范区构建完整的生态系统,通过水动力调控机制,不仅能够为水生植物生态系统提供良好的生长环境,同时能够为太湖制造更多的清水(亲水河水位高时自流补水进示范区)。该试验研究不同季节从流域亲

基金项目 国家科技重大专项(2017ZX072024)。

作者简介 张艳晴(1990—),女,安徽宿州人,工程师,硕士,从事生态修复研究。

收稿日期 2021-08-17;修回日期 2021-09-24

水河调入实体中尺度模型,研究模型在春季、夏季、秋季、冬季对调入水的净化时间和净化效率,从而为生态修复区水质水量调控模式提供参考依据。

调水方式:示范区设置调水点2个,模型西部入流口和东部入流口分别模拟许仙港和典基港;2个调水点调水流量均为 $25\text{ m}^3/\text{h}$;2个调水点同时连续调水1 h,1次/d。

此次试验分为春季、夏季、秋季、冬季试验,采用上文提到的调水方式连续调水5 d,正好完成一次换水,然后堵上出水口,静置。调水期间每天采集水样检测水质,共布置7个采样点位,分别是西部入流口、东南部出流口、模型内5个断面的5个点位。模型静置期间,采样频次为3 d/次,共布置5个采样点,分别为模型内5个断面的5个点位。采集水样检测水质指标包括总氮(TN)、总磷(TP)、浊度、叶绿素a(Chl-a)。

2 结果与分析

2.1 模型内不同季节水质指标变化

2.1.1 春季。春季调水前模型内平均水质为Ⅱ类,各水质指标分别为TP 0.028 mg/L、TN 0.600 mg/L、浊度 10.520 NTU、Chl-a 3.290 mg/m³。调入水后模型内各水质指标均有所增加,水质从Ⅱ类变为劣V类,调水后各水质指标分别为TP 0.250 mg/L、TN 2.340 mg/L、浊度 50.420 NTU、Chl-a 32.540 mg/m³。结果表明,TP较调水前增加7.93倍,TN较调水前增加2.90倍,浊度较调水前增加3.79倍,Chl-a较调水前增加8.89倍,水质明显变差。

2.1.2 夏季。夏季调水前模型内平均水质为Ⅱ类,各水质指标分别为TP 0.040 mg/L、TN 0.450 mg/L、浊度 2.420 NTU、Chl-a 3.450 mg/m³。调入水后模型内各水质指标均有所增

加,水质从Ⅱ类变为劣V类,调水后各水质指标分别为TP 0.340 mg/L、TN 3.550 mg/L、浊度 40.560 NTU、Chl-a 36.580 mg/m³。与调水前水质相比,调水后水质明显变差。

2.1.3 秋季。秋季调水前模型内平均水质为Ⅱ类,各水质指标分别为TP 0.020 mg/L、TN 0.290 mg/L、浊度 11.540 NTU、Chl-a 0.200 mg/m³。调入水后模型内各水质指标均有所增加,水质从Ⅱ类变为V类,调水后各水质指标分别为TP 0.252 mg/L、TN 2.050 mg/L、浊度 50.260 NTU、Chl-a 37.200 mg/m³。与调水前水质相比,调水后水质明显变差。

2.1.4 冬季。冬季调水前模型内平均水质为Ⅱ类,各水质指标分别为TP 0.034 mg/L、TN 0.560 mg/L、浊度 6.500 NTU、Chl-a 2.340 mg/m³。调入水后模型内各水质指标均有所增加,水质从Ⅱ类变为V类,调水后各水质指标分别为TP 0.210 mg/L、TN 1.550 mg/L、浊度 60.540 NTU、Chl-a 17.780 mg/m³。与调水前水质相比,调水后水质明显变差。

2.2 静置期间模型内水质指标变化 连续调水5 d后,模型处于静置状态。静置期间,模型内各水质指标在不同季节呈现出不同的变化趋势(图2)。试验第5天,受调入水质影响,各季节TP浓度均达到试验期间最大值。

2.2.1 TP。从试验第8天开始,春季、夏季、秋季TP浓度均呈现逐渐下降的趋势,其中夏季下降幅度最大,春季次之,秋季最小。整个模型静置期间,冬季TP浓度无明显下降趋势。试验第14天,夏季TP指标由劣V类恢复到Ⅱ类,之后维持在Ⅱ类标准;试验第17天,春季TP指标由劣V类恢复到Ⅱ类,之后维持在Ⅱ类标准;试验第20天,秋季TP指标由劣V类恢复到Ⅱ类,之后维持在Ⅱ类标准;冬季TP指标在整个模型静置期间基本无变化(图2)。

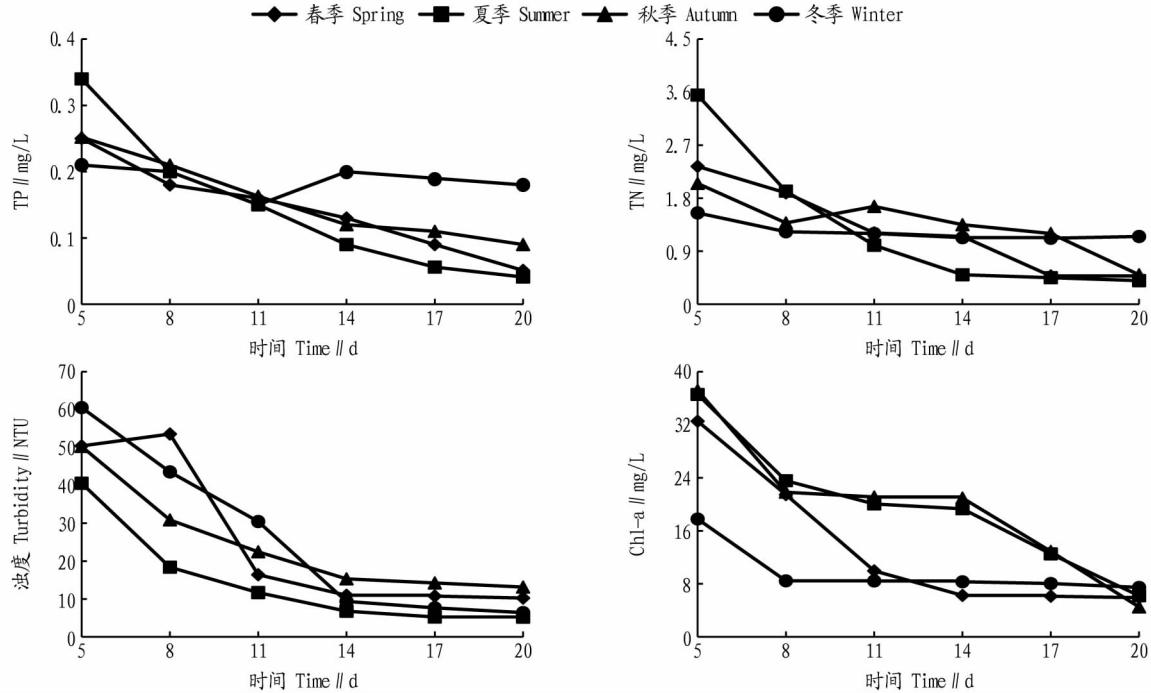


图2 试验期间模型内水质指标变化

Fig. 2 Changes of water quality indicators in the model during the test

2.2.2 TN。从试验第8天开始,春季、夏季、冬季TN浓度均

呈现逐渐下降的趋势,其中夏季下降幅度最大,春季次之,冬

季最小。秋季 TN 浓度在试验第 11 天时呈现小幅上升,之后持续下降。试验第 14 天,夏季 TN 指标由劣 V 类恢复到 II 类,之后维持在 II 类标准;试验第 17 天,春季 TN 指标由劣 V 类恢复到 II 类,之后维持在 II 类标准;试验第 20 天,秋季 TN 指标由劣 V 类恢复到 II 类,之后维持在 II 类标准;冬季 TN 指标在整个模型静置期间下降趋势不明显,到试验结束时,TN 指标仍处于 IV 类标准(图 2)。

2.2.3 浊度。从试验第 8 天开始,夏季、秋季、冬季浊度指标均呈现逐渐下降的趋势,其中夏季下降幅度最大,冬季次之,秋季最小。春季浊度指标在试验第 8 天时呈现小幅上升,之后持续下降。到试验结束时,4 个季节浊度指标均下降到 15 NTU 以下,下降幅度明显(图 2)。

2.2.4 Chl-a。模型静置期间,春季 Chl-a 浓度第 14 天降到最低值后保持稳定;夏季 Chl-a 浓度试验第 8 天有明显下降后基本保持不变直到第 14 天又继续下降;秋季 Chl-a 浓度表现出与夏季相同的趋势;冬季 Chl-a 浓度在第 8 天降到最低值后保持稳定(图 2)。

2.3 模型内不同季节水质指标去除率 试验结果显示(表 1),不同季节模型内各指标去除率不同。夏季对 TN、TP 去除率均高于其他季节,夏季对 TN、TP 的去除率分别达到 85.92%、87.94%;春季对 TN、TP 的去除率高于秋季;对 Chl-a 的去除效果最好的是秋季,去除率达到 87.90%;除浊度指标外,冬季对其他水质指标去除效果均较差,其中对 TN、TP 的去除率分别仅为 32.26%、14.29%。

表 1 模型内不同季节水质指标去除率

Table 1 Removal rate of water quality index in different seasons %

季节 Season	TN 去除率 TN removal rate	TP 去除率 TP removal rate	浊度去除率 Turbidity removal rate	Chl-a 去除率 Chl-a removal rate
春季 Spring	59.40	79.60	79.69	81.84
夏季 Summer	85.92	87.94	87.15	83.05
秋季 Autumn	54.15	64.29	73.84	87.90
冬季 Winter	32.26	14.29	89.43	58.04

2.4 模型内不同季节水质净化时间 模型内水质从调入水 V 类水质恢复到调水前 II 类水质需要一定的净化时间。不同季节由于沉水植物的生长状况、生物量和覆盖度的差异而使得净化时间也有一定差异。经试验检测分析(图 3),春季水质由 V 类恢复到 II 约需要 14 d,夏季约需要 17 d,秋季约需要 20 d。冬季由于大部分沉水植物无法生长,因此其净化能力较差,水质检测 20 d 数据显示仍无法恢复到调水前水质。

3 讨论

经过多年来世界各国学者的潜心研究,充分证明沉水植物具备净化水体的作用,且效果较好。沉水植物能够通过自身的光合作用,将从水层和底泥中吸收的氮、磷等营养物质转化为自身生长所需要的物质、蛋白质和核酸^[13-14],从而降低水体中的氮磷污染负荷,提升水体水质。同时,沉水植物还具有提升水体透明度、改善水体感官效果的作用^[15-16]。沉水植物丰富的叶片能够吸附水体中的悬浮物质,从而改善水下光照条件,促进植物对氮磷等营养物质的吸收,实现对

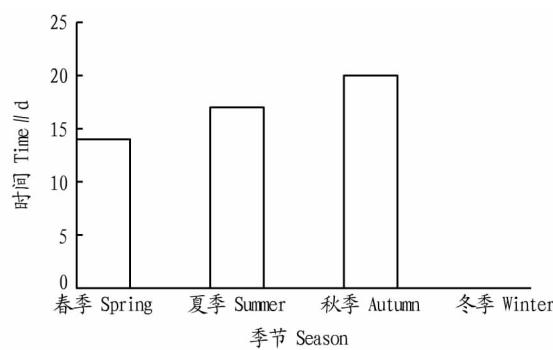


图 3 模型内不同季节净化时间

Fig. 3 Purification time in the model in different seasons

水质的改良^[17-18]。上述研究也表明,配置合理地沉水植物群落具有非常好的净化能力,在春季、夏季、秋季沉水植物生长发育阶段均能在一定的较短时间内完成对水质的净化。

在湖泊生态系统中,水位的变化对水生生物和群落正常的生存、繁衍和演替具有较大的影响,因此需保持湖泊适宜的水位,为水生生物的良好生长提供有利条件。但不同生物在不同季节对水位的要求有很大差异,因此适宜水位并非一个固定值,而是一个数值区间,这个数值区间受水位变动的范围、频率、发生时间、持续时间及其他规律性等因素的影响^[19]。水位变动的方式主要有 3 种,分别是短期变动、年内季节性变动和年际变动,不同的水位变动方式会对湖泊内水生植被的生长产生不同的影响。水位短期变动对水生植被的影响机理主要表现在通过影响水体中的悬浮物浓度、水体的透明度和光的衰减系数等,使水生植被得不到有效的光照条件从而影响水生植被的生长;年内季节性水位变动呈现出一定的周期性,通过影响水生植被的生态适宜性而对水生植被产生影响;年际水位变动亦表现出一定的周期性,同样影响水生植被的生态适宜性。在湖泊生态系统中,水生植被会对水位长期以来的周期性变化产生一定的适应性,持续的高水位、低水位或者非周期性水位变动均会破坏水生植被的适应性,从而影响了植被的正常生长、繁衍和演替^[20]。该研究发现,不同季节的沉水植物具有不同的净化能力,使水质恢复到一定标准所需要的时间也不同。根据这一特点结合水位变动对沉水植物生长发育的影响,可以总结出适宜太湖流域贡湖湾生态修复示范区的水动力调控模式。

在沉水植物构建完成的基础上进行湖泊调水,调入水质较差的水,通过示范区沉水植物的吸收、净化作用,达到清水还湖的目的。有规律的水位季节性变动对沉水植物而言有更强的适应性,在低水位萌芽、生长,在高水位发育,在一个水文年内完成生命周期。通过调水引水,合理地调控湖泊水位,使其在春季保持低水位以保证沉水植物更好的萌芽、生长,冬季保持高水位,防止沉水植物种子越冬,秋季保持常水位,为沉水植物收割打捞提供条件,防止过剩的植物腐烂影响水质;夏季通过多次引调水及放水使水体处于循环状态,在促进沉水植物生长发育的同时充分利用其净化吸收污染物的能力,从而实现更多清水还湖。

(下转第 80 页)

底泥镉质量占比分别为 79.67%、81.03%，这说明水生植物主要依靠植物助沉降作用去除水体中镉。占很小的一部分的镉被物理吸附到植物根部，根系发达的狐尾藻在沉降水体中镉的能力上更具优势。

表 2 富集点位镉质量

Table 2 The mass of cadmium in enrichment point μg

处理 Treatment	悬浮物 Suspended solids	底泥 Sediment	总量 Total
水葫芦 <i>Eichhornia crassipes</i>	7.91	32.77	40.68
狐尾藻 <i>Myriophyllum spicatum</i>	8.73	37.25	45.98
CK	—	27.93	27.93
水葫芦(无外源) <i>Eichhornia crassipes</i> (no external source)	2.83	12.86	15.69
狐尾藻(无外源) <i>Myriophyllum spicatum</i> (no external source)	3.43	14.61	18.04
CK2	—	10.13	10.13

3 结论

通过研究狐尾藻、水葫芦、美人蕉和紫背浮萍 4 种南方常见水生植物对灌溉水中镉的去除能力,结果发现,水生植物能够通过根系环境主导对悬浮物的助沉降作用以及去除灌溉水中的镉,其机理以根系分泌物的吸附作用为主导。其中狐尾藻的去除效果最为明显,去除效率为 94.42%,通过分析根部悬浮物和底部底泥的质量和镉含量发现,原因在于狐尾藻具有四者中最为复杂的根系系统。根系复杂的水生生物在去除灌溉水中镉的方面显示出良好的性能,为选取治理农田灌溉水镉污染的水生植物提供了参考。

参考文献

[1] ZHAO F J, MA Y B, ZHU Y G, et al. Soil contamination in China: Current

(上接第 76 页)

4 结论

贡湖生态修复示范区中尺度模型内,春季水质由 V 类恢复到 II 类约需要 14 d,夏季约需要 17 d,秋季约需要 20 d,冬季模型内基本无净化能力。总结了适宜贡湖生态修复示范区的水动力调控模式为春低秋常冬高夏循环,即春季保持低水位,秋季保持常水位,冬季保持高水位,夏季使水体保持循环状态。在太湖流域贡湖生态修复示范区构建完整的生态系统,通过水动力调控机制,不仅能够为水生植物生态系统提供良好的生长环境,同时能够为太湖制造更多的清水。

参考文献

- 方伟. 鼓楼区河西水环境治理与修复[D]. 南京: 河海大学, 2008.
- 张良平, 王珏, 徐骏. 调水改善武澄锡虞区河网水质效果评估[J]. 人民长江, 2009, 40(7): 30-32.
- 庞翠超, 许军平, 汪德耀. 南京河西水系引江冲污改善水环境方案研究[J]. 人民长江, 2012, 43(5): 76-79.
- 徐贵泉, 祚君达. 上海市引清调水改善水环境探讨[J]. 水资源保护, 2001(3): 26-30.
- 陈昌才, 王化可, 唐红兵. 生态调水对巢湖水环境的改善效果研究[J]. 安徽农业科学, 2011, 39(17): 10387-10390.
- 孙娟, 阮晓红. 引调清水改善南京城市内河水环境效应研究[J]. 中国农村水利水电, 2008(3): 29-31.
- 周小平, 翟淑华, 袁磊. 2007-2008 年引江济太调水对太湖水质改善效果分析[J]. 水资源保护, 2010, 26(1): 40-43, 48.
- COOPS H, BEKLI OGLU M, CRISMAN T L, et al. The role of water-level

status and mitigation strategies[J]. Environmental science & technology, 2015, 49(2): 750-759.

- FU F L, WANG Q. Removal of heavy metal ions from wastewaters: A review [J]. Journal of environmental management, 2011, 92(3): 407-418.
- 朱英. 东平湖重金属污染物分布特征及其存在形态的研究[D]. 济南: 山东大学, 2005.
- 杨舒. 重金属 Cu、Cd、Pb、Zn 在人工湿地中的形态分布与转化[D]. 兰州: 兰州大学, 2011.
- SONG Y X, JI J F, MAO C P, et al. Heavy metal contamination in suspended solids of Changjiang River-environmental implications[J]. Geoderma, 2010, 159(3/4): 286-295.
- 郭长城, 喻国华, 王国祥. 高等水生植物对悬浮颗粒物再悬浮的影响[J]. 人民黄河, 2007, 29(4): 37-38.
- KIM Y, KIM W J. Roles of water hyacinths and their roots for reducing algal concentration in the effluent from waste stabilization ponds[J]. Water research, 2000, 34(13): 3285-3294.
- CIESLINSKI G, VAN REES K C J, SZMICIELSKA A M, et al. Low-molecular-weight organic acids in rhizosphere soils of durum wheat and their effect on cadmium bioaccumulation[J]. Plant and soil, 1998, 203(1): 109-117.
- BLAKE R C, CHOATE D M, BARDHAN S, et al. Chemical transformation of toxic metals by a *Pseudomonas* strain from a toxic waste site[J]. Environmental toxicology and chemistry, 1993, 12(8): 1365-1376.
- 方飞, 浦晨霞, 武帅, 等. 水分调控下 4 种水生植物对重金属的吸附与富集作用[J]. 安徽农业科学, 2018, 46(14): 78-81, 160.
- 张正庆, 鲍美娥, 陈嘉斌, 等. 植物对重金属的耐性机制[J]. 甘肃科技, 2013, 29(5): 69-71.
- 吴红飞, 魏小飞, 关保华, 等. 沉水植物对鱼类扰动引起的沉积物再悬浮的影响[J]. 江苏农业科学, 2015, 43(4): 369-371.
- 许晓伟, 陈昌仁, 万福绪, 等. 高等水生植物对太湖沉积物再悬浮特征的影响[J]. 安徽农业科学, 2012, 40(3): 1706-1709.
- 翟龙波, 陈靖, 章熙锋, 等. 不同水生植物对大肠杆菌去除作用的比较研究[J]. 人民长江, 2019, 50(4): 42-47.
- 曹健, 张白鸽, 陈琼贤, 等. 菜田地表灌溉水污染物净化处理技术研究[J]. 中国农学通报, 2012, 28(17): 277-283.
- 杨小蛟. 基质与水生植物对生活污水处理效果的研究[D]. 保定: 河北农业大学, 2018.
- 杨登, 张昊, 邹慧玲, 等. 镉在水生植物中的富集与亚细胞分布及其化学形态特征[J]. 西北植物学报, 2018, 38(4): 682-689.
- fluctuations in shallow lake ecosystems-workshop conclusions[J]. Hydrobiologia, 2003, 506/507/508/509: 23-27.
- DE DOMITROVIC Y Z. Effect of fluctuations in water level on phytoplankton development in three lakes of the Paraná river floodplain (Argentina)[J]. Hydrobiologia, 2003, 510(1/2/3): 175-193.
- COOPS H, VULINK J T, VAN NES E H. Managed water levels and the expansion of emergent vegetation along a lakeshore[J]. Limnologica, 2004, 34(1/2): 57-64.
- 杨阳, 钱新, 叶瑞, 等. 引水放流方式对太湖贡湖示范区水质的影响[J]. 环境监测管理与技术, 2015, 27(4): 61-64.
- 刘洁, 钱新, 高海龙, 等. 沉水植物群落配置对太湖贡湖生态修复区的调水效果[J]. 江苏农业科学, 2016, 44(5): 480-483.
- 赵海超, 赵海香, 王圣瑞, 等. 沉水植物对沉积物及土壤垂向各形态无机磷的影响[J]. 生态环境, 2008, 17(1): 74-80.
- TAGUCHI K, NAKATA K. Evaluation of biological water purification functions of inland lakes using an aquatic ecosystem model[J]. Ecological modelling, 2009, 220(18): 2255-2271.
- 胡莲, 万成炎, 沈建忠, 等. 沉水植物在富营养化水体生态恢复中的作用及前景[J]. 水利渔业, 2006, 26(5): 69-71.
- 况琪军, 马沛明, 胡征宇, 等. 湖泊富营养化的藻类生物学评价与治理研究进展[J]. 安全与环境学报, 2005, 5(2): 87-91.
- 欧冬妮, 刘敏, 侯立军, 等. 长江口潮滩植物根际沉积物磷的累积及其生物有效性[J]. 土壤通报, 2004, 35(3): 290-294.
- 刘兵钦, 王万贤, 宋春雷, 等. 茲草对湖泊沉积物磷状态的影响[J]. 武汉植物学研究, 2004, 22(5): 394-399.
- HEBB A J. Implementation of a GIS to assess the effects of water level fluctuations on the wetland complex at Long Point, Ontario[D]. Waterloo: University of Waterloo, 2003.
- 刘永, 郭怀成, 周丰, 等. 湖泊水位变动对水生植被的影响机理及其调控方法[J]. 生态学报, 2006, 26(9): 3117-3126.